



Analyse structurelle des systèmes hydriques urbains en Europe : aspects organisationnels et défis patrimoniaux

Thomas Bolognesi

► To cite this version:

Thomas Bolognesi. Analyse structurelle des systèmes hydriques urbains en Europe : aspects organisationnels et défis patrimoniaux. Revue d'économie industrielle , 2014, 3 (147), pp.51-86. hal-01079092

HAL Id: hal-01079092

<https://hal.univ-grenoble-alpes.fr/hal-01079092>

Submitted on 31 Oct 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Analyse structurelle des systèmes hydriques urbains en Europe: Aspects organisationnels et défis patrimoniaux

Janvier 2013

Thomas Bolognesi
PACTE-EDDEN UPMF-CNRS
Université de Genève – Institut des sciences de l'environnement, groupe POLET
+41.22.379.08.14
Thomas.Bolognesi@unige.ch

Mots-clés : Économie institutionnelle ; Soutenabilité ; Gestion de l'eau ; Europe ; Ville
Classification JEL : Q01 ; Q25 ; R11 ; O18

Cet article présente une analyse des déséquilibres à l'œuvre dans le secteur des eaux urbaines. Le processus de gouvernance influe significativement sur la dynamique du secteur, en particulier durant la phase de modernisation qu'il poursuit. Nous proposons alors une grille d'analyse rendant compte des interactions entre les composantes économique et institutionnelle au sein du secteur. Le système hydrique urbain (SHU) offre un aperçu élargi du secteur hydrique urbain et son application au cas des villes européennes abouti à des résultats originaux. L'article expose le cadre analytique puis présente des résultats empiriques afférant à l'infrastructure et à la soutenabilité des systèmes hydriques urbains en Europe.

This paper analyses imbalances of the European urban water sectors. The governance process significantly affects the dynamic of the sector, especially during the current modernization. Thus we propose an original framework taking into account economic and institutional interactions of the sector. The urban water system (UWS) provides a global insight of the urban water sector and its application to European cities gives some original results. The paper sets out the framework then we presents empirical results focus on utilities and on sustainability.

En conséquence de la dégradation de la qualité de la ressource et du patrimoine technique, la gestion de l'eau dans les villes européennes est actuellement insatisfaisante (WWF, 2006 ; Gerber *et al.*, 2009).

Ce constat global d'échec dans la gouvernance hydrique urbaine en Europe sert de point de départ aux chercheurs qui se focalisent alors sur les moyens d'améliorer l'efficacité des politiques publiques. À ce titre, les questions de la tarification (Olmstead *et al.*, 2007 ; Neverre *et al.*, 2010), de la participation (Borowski *et al.*, 2008 ; Pahl-Wostl *et al.*, 2010) ou des indicateurs statistiques (Bagheri et Hjorth, 2007 ; Palme et Tillman, 2009) sont particulièrement abordées. Mais, paradoxalement, cet intérêt des chercheurs pour la formulation de recommandations tend à évincer l'analyse de la nature même des dysfonctionnements à l'œuvre. Pour illustration, les données sur la gestion de l'eau en Europe sont relativement rares et difficilement comparables d'un pays à l'autre. Il en découle des lacunes dans la compréhension de l'objet et donc une réduction de la fiabilité des résultats prospectifs. Ces zones d'ombre de la connaissance freinent les politiques publiques dans la mise en œuvre d'une gestion soutenable (Barraqué, 2006). En amont de l'analyse du processus de gouvernance, l'enjeu réside donc également dans l'analyse des déséquilibres auxquels fait face la gestion de l'eau urbaine dans l'Europe des quinze.

Cet article s'inscrit dans ce dernier axe de recherche et construit une grille d'analyse originale, bâtie sur la notion de système hydrique urbain (SHU), afin de permettre la caractérisation de l'état de la gestion de l'eau dans les villes. Le SHU, en tant que grille descriptive, s'inscrit dans une perspective néoinstitutionnaliste (North, 1990 ; Ostrom, 1990 ; Saleth et Dinar, 2004). Il est défini comme une articulation dynamique entre les acteurs d'un cycle hydrique urbain et les institutions les coordonnant. La notion a été construite à partir de l'observation de la gestion de l'eau dans les villes européennes. L'apport de cette grille réside dans une représentation fine du fonctionnement du système en prenant soin de séparer les différents éléments internes. Dès lors, elle distingue les sources potentielles de dysfonctionnements et, si le cas des villes européennes illustre ici une utilisation possible, cette grille peut s'adapter à une variété de terrains.

La mise en œuvre de l'approche proposée procède selon une méthodologie transversale et la comparaison se cantonne à la zone infra-européenne, en particulier aux trois modèles de gestion européens (allemand, anglais et français) identifiés dans la littérature (Barraqué, 1995 ; Correia, 1998 ; Allouche *et al.*, 2008 ; Ménard et Peeroo, 2011). La démarche adoptée confronte les composantes d'un SHU à des critères de durabilité. L'avantage de cette démarche est double. D'abord, elle est reproductible à d'autres SHU que les seuls européens. Ensuite, par rapport à la littérature existante (Barraqué, 1993, 2005 ; Gerber *et al.*, 2009), elle produit une information nouvelle en distinguant les différents dysfonctionnements des SHU en Europe (SHUE), et surtout en isolant leurs sources.

L'article s'organise autour de trois sections. La première présente la grille d'analyse. Ensuite, la grille est appliquée au cas des SHUE afin de caractériser leur organisation puis d'appréhender la question du renouvellement patrimonial.

1 LE SYSTEME HYDRIQUE URBAIN : UNE GRILLE D'ANALYSE INSTITUTIONNALISTE DE LA GESTION DES EAUX URBAINES

La construction du SHU s'appuie sur une conception néoinstitutionnaliste des systèmes sociaux et réfère notamment au concept d'encastrement institutionnel. Ensuite, la spécification des composantes d'un SHU passe par l'intégration des caractéristiques du secteur hydrique urbain.

1.1 PERSPECTIVE NEOINSTITUTIONNALISTE : ONTOLOGIE ET JUSTIFICATION

La nouvelle économie institutionnaliste propose un ensemble de notions et concepts pertinents pour aborder notre question de recherche. D'abord, grâce à la conception prioritairement formelle des institutions et à la perception de l'existence de l'institution comme une réponse à un problème d'action collective, l'ontologie néoinstitutionnaliste permet d'analyser la gouvernance de l'eau dans les villes européennes. Les néoinstitutionnalistes définissent les institutions comme un ensemble de règles formelles et informelles et s'attellent principalement à l'étude des règles formelles. Cette focalisation sur la règle écrite permet de capter l'essentiel des facteurs motivant et encadrant les choix des acteurs intervenant dans le cycle hydrique urbain. En effet, la base de données des profils institutionnels construite par l'AFD montre le haut degré de formalisation des systèmes de régulations sociaux dans les pays européens (Meisel, Ould Aoudia, 2007). Dès lors, une analyse institutionnaliste des phénomènes sociaux de cette région gagne en pertinence si elle développe une réflexion sur les règles formelles. Ensuite, les institutions apparaissent par fonctionnalisme. L'activité économique engendre des problèmes d'action collective, comme les défaillances de marché par exemple, que les institutions tentent de résoudre. Ainsi, nous interprétons les SHU en termes de relations coordonnées par des institutions dont l'efficacité varie.

L'ontologie néoinstitutionnaliste amène à considérer l'organisation des SHU européens par l'intermédiaire de l'individu et ce faisant la rationalité, tout comme le calcul stratégique, occupe une place centrale. Cependant, les aspects culturels non expliqués par la théorie ne sont pas oubliés. En effet, leur existence est considérée et le système les incorpore sous forme de variables exogènes. Au-delà de cette vision de la réalité, c'est notre question de recherche qui nous pousse à adopter une démarche d'obédience néoinstitutionnaliste. D'abord, la NEI comporte une visée universaliste, elle repère les régularités puis les extrapole afin de proposer des lois, des mécanismes normaux ou des schémas types (Théret, 2000 ; Nielsen, 2001). La visée universaliste de la NEI conduit à employer une unité d'analyse commune afin de ne pas discriminer les systèmes *a priori*. Cette unité, la transaction et ses coûts, permet une comparaison des SHU à partir d'une même échelle ; la mise à plat opérée facilite le rapprochement entre les causalités et les résultats identifiés. De la sorte, les résultats sont généralisables car chaque cas représente une variation d'une forme générique.

La méthodologie néoinstitutionnaliste analyse un système au sein d'un encastrément de quatre niveaux institutionnels (Williamson, 2000). Ces niveaux se distinguent à partir de leur rythme de changement, du plus lent au plus rapide et chaque niveau contraint le niveau inférieur (Tableau 1). Le premier niveau regroupe les dimensions informelles, les théories sociales le saisissent. L'environnement institutionnel se situe au deuxième niveau et l'économie des droits de propriété ainsi que les théories politiques positives l'appréhendent. La structure de gouvernance constitue le troisième niveau et s'analyse au moyen de l'économie des coûts de transaction. Enfin, le quatrième niveau relève de l'allocation des marchés, évolue en permanence et fait l'objet de l'économie néoclassique. La NEI traite les trois premiers niveaux et leurs interactions. La méthode néoinstitutionnaliste part des individus puis remonte vers les objets collectifs, elle procède à rebours de la dynamique de l'encastrément institutionnel. Ainsi, l'analyse du niveau 3 vient avant celle du niveau 2, *etc.* Cette méthode s'explique par un souci de pragmatisme, le plus proche est traité avant le plus général.

Tableau 1 : L'encastrement institutionnel dans la nouvelle économie institutionnaliste

Niveau	Fréquence	Théorie pertinente
Niveau 1 : Institutions informelles, coutumes, traditions, normes religieuses, <i>etc.</i>	100 à 1 000 ans	Théorie sociale
Niveau 2 : Environnement institutionnel : droits de propriété, institutions politiques, <i>etc.</i>	10 à 100 ans	Économie des droits de propriété, théorie politique positive
Niveau 3 : Gouvernance : structure de gouvernance, transactions, contrats, <i>etc.</i>	1 à 10 ans	Économie des coûts de transaction
Niveau 4 : Allocation des ressources et emploi : prix, quantités, incitations, <i>etc.</i>	Continu	Économie néoclassique, Théorie de l'agence

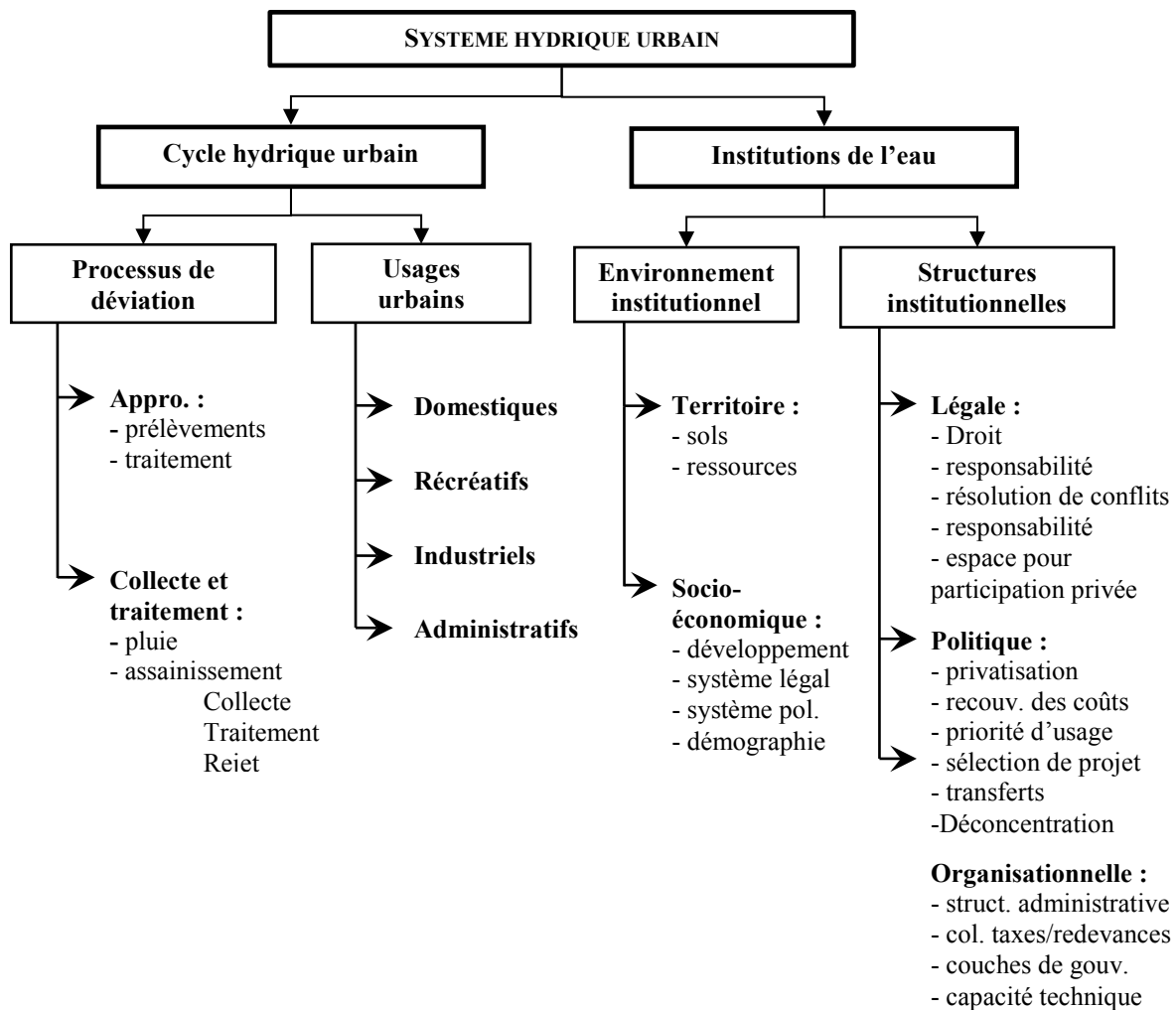
Source : Traduit de Williamson, 2000, p. 597.

1.2 DEFINITION ET COMPOSITION D'UN SYSTEME HYDRIQUE URBAIN

Le SHU s'inscrit dans cette perspective néoinstitutionnaliste et sa construction s'appuie sur l'observation du secteur hydrique urbain. Un SHU comprend deux volets en interaction, les acteurs et les institutions (Schéma 1). Le premier volet, le cycle hydrique urbain, regroupe les acteurs du système et le second volet, les institutions de l'eau, représente l'ensemble des différents niveaux institutionnels agissant sur la gestion du secteur. Le cycle hydrique urbain est le processus de déviation de l'eau du cycle hydrique naturel, ou grand cycle de l'eau, ambitionnant la satisfaction des usages urbains en eau. Une phase d'approvisionnement (prélèvement, traitement, distribution) et une phase de collecte et traitement (eaux pluviales, assainissement) décomposent ce processus de déviation (Mailhot et Duchesne, 2005). Ce processus contient une dimension technique (les modalités de la fournitures) et correspond à l'offre de service visant à satisfaire les quatre types d'usages hydriques urbains : domestique, industriel, administratif et récréatif (Butler et Parkinson, 1997 ; Maksimovic *et al.*, 2001).

Les institutions de l'eau régulent les comportements des acteurs du cycle hydrique urbain. Nous considérons comme « institutions de l'eau » l'ensemble des « *règles qui définissent les situations d'action, délimitent l'éventail des actions possibles, fournissent les incitations et déterminent les résultats des décisions individuelles et collectives dans un contexte de développement, allocation, usage et gestion de l'eau* » (Saleth, 2006). Référant aux travaux de Williamson (1985 ; 2000), les institutions de l'eau se composent d'un environnement institutionnel dans lequel s'imbriquent différentes structures institutionnelles. Au sein de l'environnement institutionnel nous distinguons les caractéristiques territoriales (usages des sols, état de la ressource, *etc.*) des caractéristiques socio-économiques (système légal, développement, *etc.*). Trois formes génériques de structure institutionnelle coexistent : légale, politique et organisationnelle. Elles sont propres au secteur de l'eau et au SHU étudié. De plus, elles pilotent directement le cycle hydrique urbain (normes, répartition des responsabilités, modalités de financement, *etc.*).

Schéma 1 : Architecture d'un système hydrique urbain



Source : construction de l'auteur.

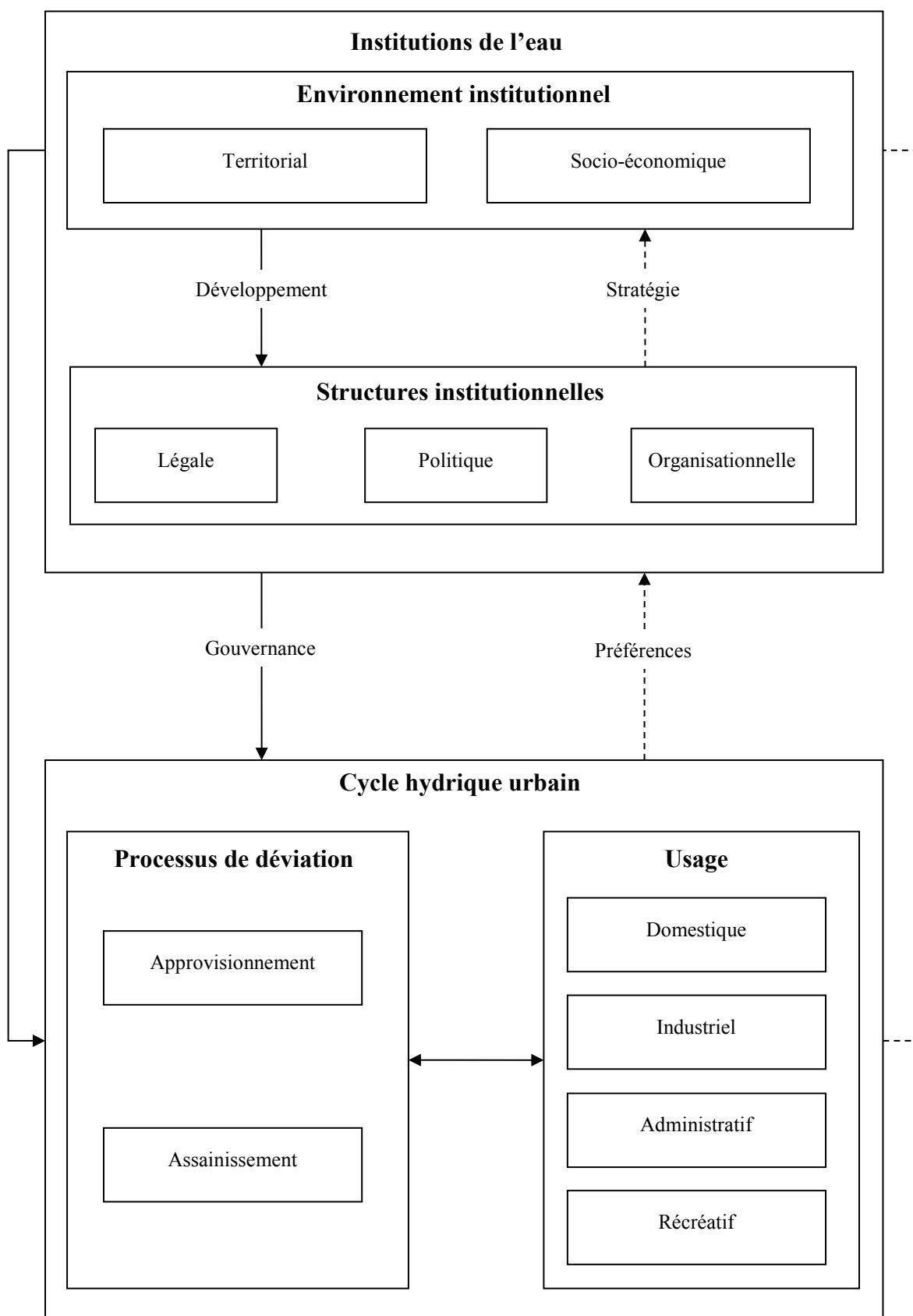
Ainsi, l'état de la gestion de l'eau dans les villes est le fruit de l'interaction entre les institutions de l'eau, d'une part, et les acteurs du cycle hydrique urbain, d'autre part. Nous retrouvons l'encastrement institutionnel identifié de manière générique par Williamson (Schéma 2). Les institutions de l'eau contraignent et régulent le cycle hydrique urbain parce que celui-ci pose des problèmes de coordination collective. Au sein même de ces institutions, les structures institutionnelles, sectorielles et spécifiques au SHU, s'insèrent dans un environnement institutionnel qui contribue à les modeler. De la sorte les institutions permettent d'offrir des solutions aux problèmes de coordination que connaissent les acteurs du cycle hydrique urbain. Les acteurs, offreurs et usagers interagissent durant l'échange des services hydriques urbains mais ils interagissent également avec le volet institutionnel. Par exemple, la dimension territoriale de l'environnement institutionnel donne la disponibilité de la ressource et, face aux attentes des acteurs, le thème de la sécurité hydrique apparaît (Cook et Bakker, 2012 ; Bogardi *et al.*, 2012). L'environnement institutionnel agit donc sur les acteurs comme une contrainte mais ces derniers peuvent, sur le long terme, infléchir sur cet environnement institutionnel.

Tout dysfonctionnement du SHU provient soit de la statique soit de la dynamique du système. Dans le premier cas, le problème est interne aux composantes du SHU. Une

modification de l'environnement institutionnel peut produire un choc exogène déstabilisant le bon fonctionnement du SHU (Saleth, Dinar, 2000). Un choc macro-économique, la ratification d'un accord international ou l'émergence d'un problème environnemental participent de ce type de choc. Par ailleurs, un mauvais fonctionnement interne, par exemple une administration trop lourde, ou un problème de coordination, illustré par une contradiction entre des politiques publiques et les droits de propriété, contribuent à créer des défaillances au sein de la structure institutionnelle, conduisant ainsi au dysfonctionnement du SHU. Enfin, les dysfonctionnements issus du cycle hydrique urbain sont de nature comportementale, notamment à cause de la rationalité limitée, ou technique, ne permettant alors pas la bonne marche des infrastructures.

L'observation des relations entre les composantes permet de repérer les dysfonctionnements dus à la dynamique du SHU. Les problèmes émanant du lien entre l'environnement institutionnel et la structure institutionnelle ou les acteurs du cycle hydrique urbain provoquent une inadéquation entre ces composantes. Cette inadéquation apparaît inévitable suite à un choc exogène important produit par l'environnement institutionnel. En effet, après un tel choc, les structures ou les acteurs doivent s'adapter au nouveau cadre. Ce processus génère un dysfonctionnement frictionnel du SHU. Le temps de transposition de la directive cadre sur l'eau dans le droit national puis l'adéquation du contenu des SAGE avec celle-ci illustrent cette difficulté en France. La prise en compte par les politiques publiques d'une dégradation de l'environnement offre un autre exemple (temps de prise en compte, de *policy making*, etc.).

Schéma 2 : Organisation d'un système hydrique urbain



Source : Construction de l'auteur.

Le lien entre la structure institutionnelle et les acteurs peut également occasionner des dysfonctionnements du SHU. Ce lien représente la capacité des structures institutionnelles à infléchir le comportement des acteurs. Il fait défaut lorsque les règles sont inadaptées. Les difficultés de mise en œuvre et de contrôle des règles ainsi que la faible puissance incitative reflètent une faiblesse dans ce lien (Ostrom, 1990). Ces problèmes dans la mise en application des règles peuvent freiner l'investissement et le renouvellement des infrastructures. En effet, une mauvaise mise en application accroît le climat d'incertitude et freine la compréhension et l'assimilation des règles du jeu. Une faible capacité de contrôle peut engendrer des processus d'appropriation abusifs, menant à une surexploitation de la ressource par exemple. L'ensemble de ces difficultés pose la question des modalités d'application de la règle. Qui produit la règle, la met en place et veille à son respect ? Ces interrogations invitent également à mener une analyse en terme de coûts de transaction afin d'entrevoir les incitations proposées par les règles et donc leur efficacité à orienter les comportements (Williamson, 2000).

Nous venons de présenter la méthodologie d'ensemble de la recherche qui consiste à décomposer la gestion de l'eau dans les villes *via* la notion de SHU pour ensuite distinguer et isoler les sources de dysfonctionnement dans la perspective d'un objectif donné, ici la soutenabilité patrimoniale. La section suivante applique cette démarche aux villes européennes.

2 ANALYSE DE L'ORGANISATION DES SHU EN EUROPE : VARIATIONS AUTOUR D'UN MODELE EUROPEEN

Cette caractérisation procède en trois temps, chacun dédié à une composante d'un SHU. Ainsi, nous abordons d'abord le cycle hydrique urbain, puis l'environnement institutionnel et enfin les structures de gouvernance des SHU européens.

2.1 COMPARAISON INTERNATIONALE DES PRIX ET CONSOMMATIONS DU CYCLE HYDRIQUE URBAIN

Le prix, le volume et la qualité du service et des usages caractérisent l'échange au sein d'un cycle hydrique urbain. La notion de demande en eau transpose en termes économiques celle d'usage de l'eau (Gleick, 2003). Deux acceptions de la demande se côtoient. La première, traditionnelle, regroupe les demandes en approvisionnement et en collecte/traitement des eaux. La seconde, plus large, renvoie aux volumes prélevés et restitués au système de ressource.

L'estimation traditionnelle s'avère difficile à réaliser du fait de mesures non systématiques. Par exemple dans les SHUE, et en Angleterre notamment, de nombreux ménages ne sont pas connectés à un compteur. De plus, à cause d'un prix d'installation élevé, de nombreux nouveaux ménages ne souhaitent pas se procurer de compteur (ABS, 2010). Par conséquent, au niveau global, la conception élargie de la demande se mesure plus facilement. De surcroît, l'écart estimé entre la consommation totale nette et le prélèvement d'eau varie de 5 à 15 % dans les zones urbaines, ce qui fait de la demande élargie un bon proxy (Aquastat¹). Ainsi, afin de rendre compte du volume des usages urbains d'eau, nous observons les volumes prélevés par la demande urbaine en eau².

¹ Cette estimation est issue de la méthodologie de construction de la base de données Aquastat, pour ce chiffre en particulier voir : <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/glossary/search.html?termId=4251&submitBtn=s&cls=yes>, consulté le 05-11-2013.

² Malgré cela, la collecte et l'interprétation de données restent difficiles. « *En comparaison avec les données sur le cycle hydrologique, comme les précipitations, l'écoulement et la température, les données sur les usages de l'eau sont insuffisantes et incomplètes, de plus les pressions conduisant à réduire la collection de données pour des raisons financières sont de plus en plus fortes* » (Gleick, 2003, p. 281).

Gleick (2003) dénombre quatre principales difficultés d'accès à des données fiables. D'abord, la collecte systématique de données demeure rare. La plupart des données traitent de l'état hydrologique de la ressource et non des usages satisfaits. Ensuite, une partie des usages ou besoins n'est pas mesurée ou pas quantifiable. Par exemple, l'évaluation des usages récréatifs ou des services écosystémiques rencontre de sérieux problèmes méthodologiques et pratiques. Troisième difficulté, il existe une forte disparité régionale de la qualité et de la quantité des données. Enfin, de nombreuses données sont estimées plutôt que mesurées. Ajoutons à cette liste que la présente analyse se confronte également à un problème de comparabilité. En effet, nous souhaitons comparer différentes villes du monde, or il n'existe pas une harmonisation des définitions et modalités de calculs entre les différents indicateurs qui nous intéressent. Afin de composer au mieux avec ces difficultés, seuls les travaux de M. Falkenmark et J. Rockström (2004) et la base de données Aquastat sont mobilisés. L'étude pionnière de M. Falkenmark et J. Rockström pose des bases méthodologiques de la comparaison internationale des usages de l'eau. La base de données Aquastat de la FAO est la seule recensant les volumes de prélèvement urbain dans les différents pays du monde jusqu'à aujourd'hui.

Falkenmark et Rockström (2004) montrent la place intermédiaire de l'Europe sur une échelle mondiale des niveaux de consommation en eau (hors agriculture). Selon leurs données, la consommation d'eau des SHUE n'apparaît pas très élevée en moyenne et équivaut *per capita* au deux tiers de la consommation américaine en 2000. Ainsi, les européens figurent parmi les pays développés comme des consommateurs d'eau raisonnés. Les données récentes collectées au sein de la base de données Aquastat confirment ce premier constat. Elles mesurent le volume total d'eau prélevé par le réseau public de distribution, ce qui peut inclure la partie des utilisateurs industriels qui sont raccordés au réseau communal. Sauf pour l'Australie où elles datent de 2000, ces valeurs des prélèvements d'eau au niveau urbain ont été réunies au cours de l'enquête 2007-2009 de la FAO. Il apparaît que les pays d'Amérique du nord prélèvent plus de 200 m³/hab/an alors que la moyenne européenne oscille autour de 100 m³/hab/an, soit moins de la moitié des prélèvements américains.

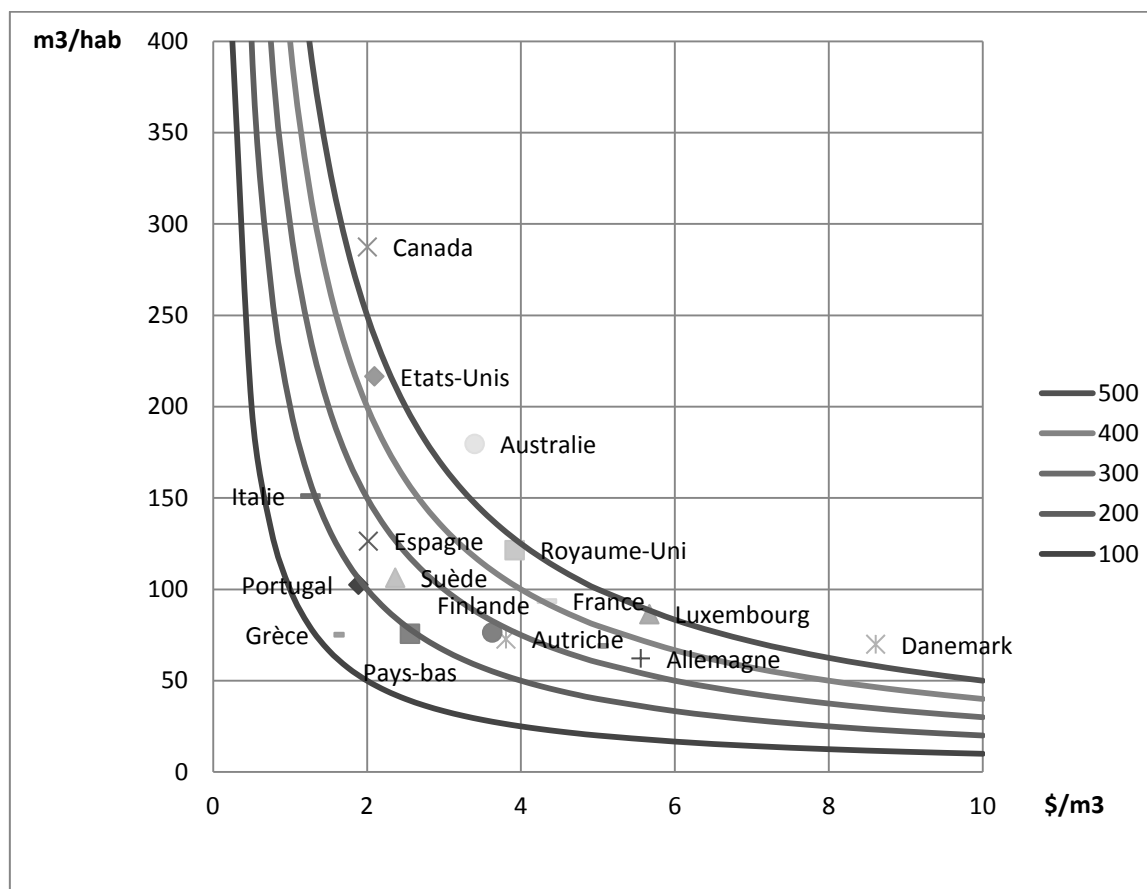
La principale difficulté dans la comparaison internationale des prix de l'eau réside dans le fait que ceux ne se composent pas systématiquement de la même manière : taxes, process payés, part variable ou fixe changeantes, *etc.* (Fauquert, 2007 ; Fauquert, Montginoul, 2011). De plus, le mode contractuel organisant le processus de déviation impacte sur la structure des prix (Saussier *et al.*, 2004). L'OCDE (2010) évalue les prix du service urbain d'approvisionnement et d'assainissement de l'eau appliqués aux ménages des pays développés. Comme dans le cas des volumes, la comparabilité internationale pose problème. Ainsi, l'étude contient sept méthodes différentes de calcul, hormis les différents taux de change en parité de pouvoir d'achat du dollar retenus. Pour trois raisons, notre analyse la mobilise tout de même. D'abord, parmi les études accessibles à ce jour, il s'agit de la plus complète quant au nombre de pays pris en compte. Ensuite, le suivi historique s'étale sur dix ans et remonte presque au début de la dernière vague de réforme réglementaire connue par les SHUE. Enfin, les auteurs ont conscience de ces difficultés ; ils discutent et rendent compte des paramètres limitant la comparabilité des estimations pour enfin retenir les données afin d'autoriser une comparaison internationale rigoureuse³.

³ Les données retenues sont exposées à partir de la page 109. La méthode utilisée pour mener l'enquête et analyser les données reconnaît que (OCDE, 2010, p. 36) : « *les données sur la tarification, le coût et d'autres aspects des services liés à l'eau ont fondamentalement un caractère local, de sorte que toute agrégation ou tout calcul de moyenne entraîne une perte d'information [...] les choix en matière d'échantillonnage et d'agrégation ont une incidence sur les valeurs nationales [...] la plus grande prudence est donc de mise lors de la comparaison de ces variables entre pays* ».

À nouveau, la moyenne des pays européens se détache de celle des pays d'Amérique. Les données indiquent que le prix du m³ d'eau facturé en Amérique avoisine le dollar. En Europe, seuls les pays méditerranéens se situent dans cet alentour. Pour les autres, le prix du m³ dépasse les deux dollars, allant jusqu'à 8,61 dollars au Danemark. Ainsi, s'élevant à 2,76 \$/m³ le prix moyen de l'eau en Europe vaut presque le triple de celui du marché américain. L'observation des coûts totaux (approvisionnement et assainissement) délivre le même enseignement. En effet, le prix moyen du m³ américain, environ deux dollars, vaut la moitié de celui distribué en Europe, environ 3,5 dollars. À nouveau, les pays méditerranéens compensent le prix plus élevé en Europe du Nord en tirant la moyenne vers le bas. Ainsi, l'OCDE (2010, p. 50) note que : « Les données font apparaître d'importantes différences entre les pays : les prix peuvent varier de un à dix, voire plus. Ce résultat tient aux différences de coût de fourniture du service. Il reflète aussi les choix des pouvoirs publics ».

Le faible niveau des consommations européennes s'explique par la rareté historique de la ressource rapportée à la densité de la population (Barraqué, 2005). À l'inverse, les prix européens valent le double, voire le triple, de ceux pratiqués outre-Atlantique. Les isoquants des factures montrent ces différences dans la composition de la facture d'eau payée par les ménages des pays de l'Ocde (Graphique 1)⁴. En pondérant par pays, et non par la population urbaine, les factures annuelles moyennes s'élèvent à 316 dollars en Europe et 516 dollars en Amérique du Nord au cours l'année 2008. De plus, dans la moitié des pays européens les consommations en eau représentent moins de 300 dollars dans le budget des citoyens.

Graphique 1 : Approximation de la facture des services urbains d'eau dans différents pays de l'OCDE, en \$/m³ en 2008



Source : Construction de l'auteur à partir d'Aquastat, 2011 et OCDE, 2010.

⁴ En se risquant à des regroupements rapides, le graphique fait émerger un mode de consommation américain, méditerranéen, d'Europe du Nord et d'Europe occidentale.

Le processus de déviation des SHUE offre un service d'accès universel *via* un réseau infrastructurel mature, aussi, la qualité du service demeure homogène sur le territoire. Barraqué (2007) attribue le fort taux de couverture du réseau européen à l'époque du municipalisme. Au cours du XVIII^{ème} siècle, les municipalités ont développé l'infrastructure afin d'universaliser l'accès à l'eau, des subventions d'États ont pu soutenir cet effort (Pflieger, 2009). Le réseau urbain européen est donc étendu et vieux ; à l'image de l'ensemble des grandes villes européennes, plus de 75 % des canalisations des grandes villes anglaises sont centenaires (Water UK, 2011). Actuellement, le réseau d'approvisionnement mesure environ 878 000 km en France, 530 000 km en Allemagne et 335 000 km en Angleterre (Bolognesi, 2013a).

2.2 UN ENVIRONNEMENT INSTITUTIONNEL EN PARTIE PARTAGE ENTRE MODERNISATION SOCIO-ECONOMIQUE ET USAGES INTENSIFS DU TERRITOIRE

Le cycle hydrique urbain présenté, nous décrivons l'environnement institutionnel des SHUE. Éléments territoriaux de cet environnement, les sols européens sont soumis à un processus d'artificialisation. La maîtrise des sols apparaît comme un souci majeur pour le développement des sociétés européennes. Par exemple, au cours du 18^{ème} siècle, le sol européen a été modifié pour favoriser le développement humain. Ainsi, en France le décret du 14 frimaire an II (4 décembre 1793) décide l'assèchement des marais de la République afin de stopper la reproduction des moustiques, des maladies qu'ils véhiculent et de développer l'agriculture pour nourrir les villes en essor (Mathevet, 2011). Le second pilier de la Politique agricole commune illustre la perpétuation de ce processus d'artificialisation. En effet, il reconnaît la multifonctionnalité de l'agriculture et assigne un rôle d'entretien de la nature aux agriculteurs et présuppose que le bon état de celle-ci nécessite une intervention humaine. Par opposition, aux États-Unis la tendance va plutôt vers la création de grands parcs nationaux limitant toute empreinte humaine à travers la mise en place du programme *Leave no trace*.

Les résultats de l'analyse de Jenerette (et Larsen, 2006 ; *et al.*, 2006) confirment notre propos. Les auteurs s'intéressent à l'empreinte hydrique de l'urbanisation et évaluent la surface nécessaire pour répondre aux usages en eau des villes de plus de 750 000 habitants, en termes de services écosystémiques. Selon leurs estimations, l'empreinte hydrique urbaine augmente dans le monde. Évaluée en moyenne à 29 937 km² par ville en 1950, elle s'étend sur 35 397 km² en 2000, soit une croissance de 18 %, et est estimée à 38 400 km² en 2015, soit une augmentation de 28 % par rapport à 1950. Globalement, l'élargissement de l'empreinte hydrique des mégapoles s'accélère. Régionalement, tandis que les villes indiennes et chinoises auront la plus grande empreinte en 2015, les villes européennes se situeront dans la moyenne basse. Cependant, comme les mailles du réseau urbain européen sont plus resserrées qu'ailleurs, il apparaît que les mégapoles européennes marquent de leur empreinte hydrique l'ensemble du territoire de l'Europe occidentale (Bolognesi, 2013b). Ainsi, le territoire européens est plus sollicité, et donc plus artificialisé, que les territoires des autres régions du monde.

Les villes européennes se caractérisent également par un fort degré de centralité, *i.e.* une structure centre/périphérie hiérarchise le territoire. Par conséquent, comme l'illustre Lisbonne, Vienne et Paris, parmi les villes les plus centrales, le tissu urbain européen se caractérise par sa macrocéphalie. Il se compose de peu de grandes villes constituant d'importants pôles nationaux et de nombreuses villes petites à moyennes proches les unes des autres (Wackermann, 2000 ; Carrières, 2008). La structuration du système de villes européen confirme la thèse du maintien des villes européennes (Sassen, 1991 ; Bretagnolles *et al.*, 2000, Pumain, 2006 ; Le Gallès, 2011). Cette thèse défend l'idée selon laquelle le maillage urbain européen conserve sa forme dans le temps. Ainsi, les villes importantes du moyen-âge restent les centres d'aujourd'hui. Ensuite, du fait de cette stabilité et du caractère macrocéphale du

système, les villes européennes obtiennent de l'autonomie dans la gestion des affaires locales vis-à-vis de l'État.

Ces dynamiques s'accompagnent, depuis le début des années 1990, d'une généralisation de l'étalement urbain sur le territoire européen (EEA, 2006). L'espace occupé par les villes européennes croît en moyenne de 7,46 % alors que leur population n'augmente que de 0,34 %, entre 1991 et 2001 (Patacchini, Zenou, 2009). L'étalement urbain ne touche pas uniformément le territoire européen. Le quartile des villes les plus peuplées tend à voir ses habitants partir, - 1,05 %, et sa surface stagnée, 0,30 %. Les villes du quartile opposé gonflent faiblement en population, 2,47 %, et fortement en superficie, 23,28 %. De cette manière, l'Europe occidentale se divise en deux zones selon l'intensité de l'étalement urbain en cours. D'un côté, les villes du Nord, déjà grandes, évoluent peu. Les *shrinking cities* est-allemandes illustrent à l'extrême ce phénomène en allant jusqu'à la contraction. De l'autre côté, les villes du Sud de la zone, originellement plus petites, apparaissent très dynamiques.

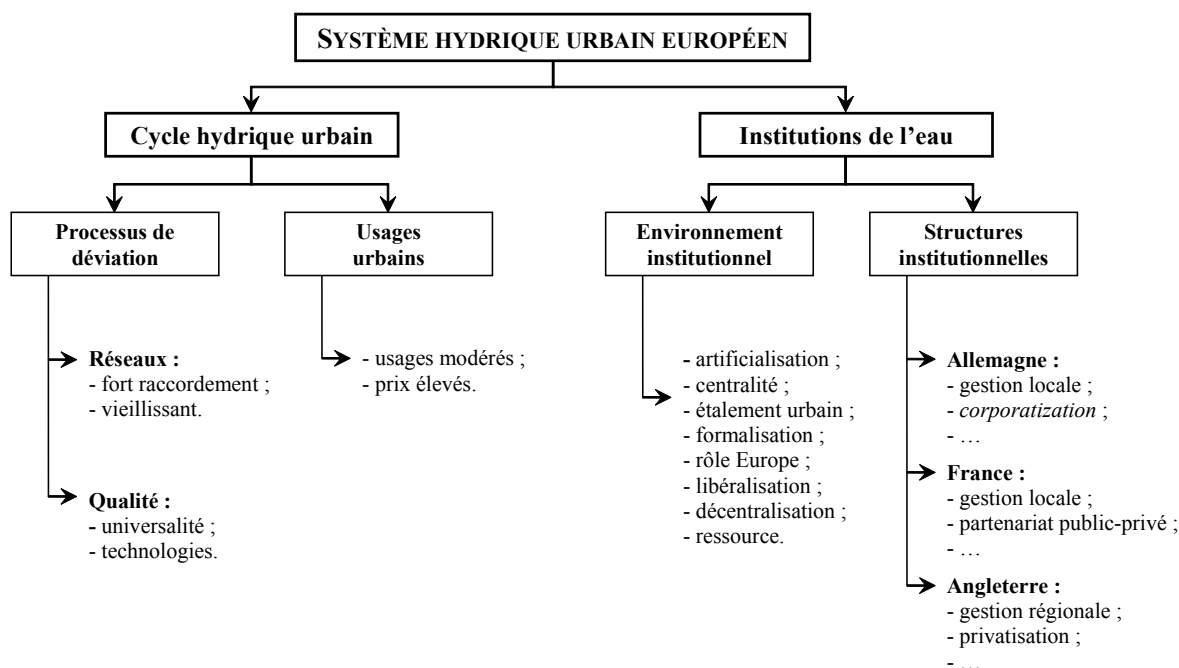
Au niveau socio-économique de l'environnement institutionnel, le supranational s'impose de plus en plus aux États qui transposent dans leur législation la réglementation décidée par les instances communautaires. Trois générations de réglementations se succèdent (Allouche *et al.*, 2008). La première génération (1973-1988) promulgue des règles protégeant la qualité des eaux utilisées par les hommes. Elle établit notamment des normes de potabilité et des seuils d'émission de substances polluantes. Ensuite, les réglementations de la deuxième génération (1988-1995) imposent des mesures poursuivant les efforts déjà consentis mais dans des domaines spécifiques (eaux usées urbaines, *etc.*). Elles promeuvent un mode de régulation de type *command and control*. Enfin, la génération actuelle (1995 à aujourd'hui) bouleverse le paradigme d'alors et prône une gestion intégrée des ressources en eau. Elle s'appuie largement sur la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE). À cause de son renversement et de l'impact de la DCE, nous considérons cette troisième génération de la réglementation européenne comme le principal élément constitutif de l'environnement institutionnel socio-économique actuel commun aux SHUE. En effet, elle structure les cadres réglementaires au sein desquels les institutions des SHUE évoluent. De plus, elle établit les principes organisationnels généraux de la gestion de l'eau en Europe (principe usager-payeur ; recouvrement total des coûts, *etc.*) (Albiac, 2009 ; Massardier, 2011).

2.3 UNE DIVERSITÉ DE STRUCTURES INSTITUTIONNELLES CONTENUE ENTRE LES MODÈLES ALLEMAND, FRANÇAIS ET ANGLAIS

Au sein de cet environnement institutionnel, des structures institutionnelles singulières émergent et trois modèles nationaux (allemand, anglais, français) les circonscrivent (Schéma 3). Lorrain (2005) distingue trois *capitalismes urbains* émergeant au cours du XIX^e siècle ; les modèles allemand, français et anglais. Le modèle allemand se caractérise par un secteur public local fort, le modèle français par un important rôle du politique et de la délégation, le modèle anglais par la recherche d'un optimum fonctionnel. Ces caractéristiques des capitalismes urbains se retrouvent effectivement dans les SHUE. En Allemagne, la gestion de l'eau reste publique et ce sont les autorités locales qui en ont la charge à travers les *Stadtwerke*. En France, les autorités publiques recourent à des opérateurs privés, notamment les champions nationaux du secteur. Une décentralisation des pouvoirs de l'État central, notamment à travers la gestion par bassin versant et les agences de l'eau, vise à contrôler au mieux les prestataires privés. En Angleterre, la fourniture des services hydriques urbains a été privatisée et ce sont des agences de régulation autonomes qui veillent au bon fonctionnement du secteur. Ainsi, l'organisation des SHUE est décentralisée ; pour maintenir un contrôle public en Allemagne et en France, et pour autonomiser les opérateurs en Angleterre.

C. Ménard et A. Peeroo (2011) expliquent cette diversité organisationnelle et d'évolutions du secteur par une imbrication d'institutions spécifiques (celles des SHUE) dans des institutions nationales partagées. L'éventail de micro-institutions présentes dans chaque SHU participe de cette diversité et assure la bonne mise en œuvre de la gouvernance (Ménard, 2009). Par exemple, en France, afin de faciliter la coordination des SHUE, des missions interservices de l'eau (MISE) sont créées pour améliorer l'articulation entre les acteurs face au processus de déconcentration, décentralisation (Keller, 2011)⁵.

Schéma 3 : Caractéristiques des composantes des systèmes hydriques urbains européens



Source : Construction de l'auteur.

Trois grandes phases de politique de l'eau conduisent à la gestion moderne l'eau en Europe (Aubin, 2007). Au cours du XIX^e siècle, l'eau approvisionne l'essor agricole et industriel. De grands travaux servent à empêcher un manque quantitatif de la ressource. La seconde phase s'étale de 1900 à 1970, elle développe l'approvisionnement des populations. Ainsi, de 1900 à 1945, l'hygiénisme améliore la qualité sanitaire des eaux. Ensuite, de 1945 à 1970, le développement des réseaux permet de partager cette qualité en levant les limites quantitatives. Enfin, de 1970 à 1990, les préoccupations environnementales émergent et construisent un nouveau rapport entre le service et la ressource. Par ailleurs, infléchi par la structure institutionnelle politique, la participation du secteur privé tend à augmenter.

Aujourd'hui, les institutions de l'eau en Europe s'organisent selon une structure multiniveau hiérarchisée comprenant au moins 3 échelons : le (supra)national, le régional et le local⁶. Comme le promulgue la structure légale, la commune représente le niveau initial de gestion des SHUE. Néanmoins dans la partie méditerranéenne, les gestionnaires renforcent l'échelon régional afin de s'accommoder de la variabilité du climat qui complique l'équilibre entre l'offre et la demande (Barraqué, 2005).

⁵ Les MISE sont des pôles de coordination entre les différents acteurs de la politique de l'eau. La circulaire du 22 janvier 1993 les crée et définit leurs objectifs. Elle est consultable à l'adresse suivante : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000545090&dateTexte=&categorieLien=id>, consultée le 11-06-2013.

⁶ Le cas anglais fait exception en mettant le niveau régional au cœur de la gouvernance et en supprimant le niveau local pour des raisons d'efficacité (Nahkla, 2013).

L'Allemagne opte pour une gestion locale avec une politique de recouvrement total des coûts. Cette caractéristique s'appuie sur une tradition de « *gestion démocratique et pragmatique locale* » (Lorrain, 2005 ; EAU&3^E, 2011, p. 8). La fourniture des services revient aux *Stadwerke* ou aux *Queverbunden*, entreprises municipales transversales formellement privées mais demeurant sous contrôle public. Le fait que ces entreprises opèrent simultanément dans une variété de services locaux (énergie, eau, *etc.*) augmente leurs marges de manœuvre et améliore la qualité du service (garantie pour des taux préférentiels, stratégie de compensation intersectorielle, *etc.*). Cantonnées aux municipalités, ces entreprises sont petites et posent des problèmes de financement aux autorités locales. Alors, la privatisation est utilisée comme moyen de réponse mais celle-ci reste contenue et ne touche que les lands de Berlin, Rostock, Leuna et la ville de Gustrow (Mohajeri *et al.*, 2003 ; OIEau, 2004). Les structures de gouvernance allemande dotent les SHU de quatre caractéristiques :

1. Gouvernance multi-scalaire à cinq échelons : le Bund (national), le bassin, le Land (régional), le canton et les collectivités locales ;
2. Gestion locale en vertu de l'article 28-2 de la constitution ;
3. Gestion municipale et publique ;
4. Mode de coordination négocié entre usagers-décideurs publics et opérateurs.

Le modèle français est déconcentré, décentralisé et laisse une grande place au secteur privé. En France, l'État central reste fort mais partage la gestion des services avec des « champions nationaux » (la Saur, Suez et Véolia). La gestion des SHU français incombe principalement aux collectivités locales. Le cycle hydrique urbain s'organise selon différentes modalités contractuelles partageant et spécifiant le rôle et la responsabilité des opérateurs (publics et/ou privé). Ainsi, une organisation essentiellement publique se distingue de partenariats public-privé (PPP). Comme le montre Groenewegen (2011), ces alternatives contractuelles distribuent la propriété des actifs et les droits de décision (Tableau 2). En France, le secteur privé occupe une place centrale *via* les partenariats public-privés. Le partenariat public-privé se développe en France depuis 150 ans et représente aujourd'hui la majorité des services à l'utilisateur (Lorrain, 1995 ; Audette-Chapdelaine, 2009). Pour illustration, les régies fournissaient 40 % de la population en 1980 contre 21 % en 2001. Toutefois, la période récente est marquée par des retours en régie des SHUE. Cinq principes cadrent la gestion des services en France : l'équilibre budgétaire, « *L'eau paye l'eau* », l'utilisateur responsable, la transparence et la gestion par bassin versant⁷. Notons que la France initie l'utilisation de cette unité de gestion désormais promue par les organisations internationales. Cinq traits caractéristiques schématisent le modèle français :

1. Une gouvernance multi-scalaire à quatre échelons : l'État, la région, le département et la commune ;
2. Une gestion locale et par bassins versants ;
3. Un fort développement des partenariats publics-privés ;
4. Le recours aux compétences des « *Trois sœurs* », entreprises leaders mondiales du secteur (la Saur, Suez, Véolia) ;
5. Un mode de coordination négocié entre usagers-décideurs publics et opérateurs.

⁷ La gestion par bassin versant est l'échelle consacrée à la gestion du grand cycle de l'eau dans lequel les SHU, à travers le processus de déviation du cycle hydrique urbain, s'insèrent. Les agences de l'eau constituent l'organisme liant ces deux cycles de l'eau.

Tableau 2 : Répartition des droits de propriété et de décision dans le cycle hydrique urbain, selon la forme générique des contrats

Structures de gouvernance	Propriété des actifs	Droit de décision
1. Gouvernance publique		
Gestion directe	Publique	Organismes gouvernementaux et/ou autorités publiques
Agences publiques	Publique	Autorité publique autonome
Entreprises publiques	Publique	Entreprise publique, droit possédé par un conseil relativement autonome
2. Partenariat public-privé		
Service	Publique	Délégation limitée à entreprise privée
Gestion	Publique	Exploitation/entretien : privé Investissement : public
Affermage	Publique pour le cœur de la transaction, privée pour les investissements dans les transactions périphériques	Exploitation et gestion : privé Profits : privé
Buid, Operate, Transfer	Déléguée à l'opérateur privé pour la durée du contrat	Exploitation : privé Design : privé
Concession	Déléguée à l'opérateur privé pour la durée du contrat	Cœur de la transaction : privé Exploitation : large autonomie de l'opérateur
3. Marché		
Marché régulé	Privée	Concurrence dans le marché selon régulation sectorielle spécifique
Marché concurrentiel	Privée	Concurrence dans le marché selon politique de concurrence générale

Source : Groenewegen, 2011, p. 77.

En Angleterre, le *Water act* de 1973 initie un processus de décentralisation. Dix autorités publiques régionales voient le jour et prennent en main la gestion du secteur. Le pays connaît ensuite une crise économique et une période d'austérité fiscale compliquant l'équilibre budgétaire. Le *Water act* de 1989 privatise alors ces autorités régionales afin d'assainir les comptes des opérateurs (Bakker, 2000). Depuis, 34 compagnies gèrent l'approvisionnement et la phase de collecte et traitement des eaux. L'État ne joue qu'un rôle de contrôle et les collectivités locales n'ont plus de responsabilité. Ainsi, les marchés organisent l'optimisation de la fourniture des services. La libéralisation de l'industrie de l'eau s'accompagne d'une privatisation totale des opérateurs mais, afin d'éviter une remise en question de l'intérêt général, une agence de régulation indépendante, l'Ofwat, régule et contrôle l'activité des opérateurs. L'*Environmental Agency* et le *Drinking Water Inspectorate* ont, respectivement, la responsabilité de la qualité des eaux et de l'eau potable. La structure institutionnelle anglaise présente quatre spécificités :

1. Gouvernance multi-scalaire à deux échelons : le national et le régional⁸ ;
2. Gestion essentiellement régionale ;
3. Propriété privée des infrastructures ;

⁸ Il est possible de considérer un troisième échelon, le local, du fait de l'existence des Highway Authorities qui assurent l'entretien des canalisations hors services public. Néanmoins, occupe une place minime dans les SHUE puisqu'il n'intervient pas ou peu sur le processus de déviation du cycle hydrique urbain tel que nous l'avons défini.

4. Mode de coordination recourant à une agence de régulation, l'*Ofwat*, et un système de *price-capping*.

3 ANALYSE DE LA GESTION PATRIMONIALE DES SHUE : UN PROBLEMATIQUE BESOIN DE RENOUVELLEMENT

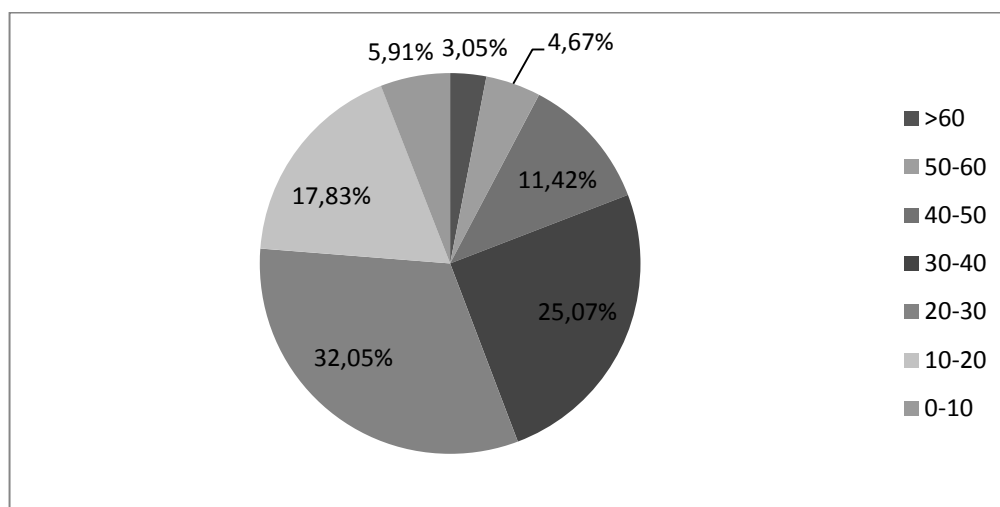
Après avoir rappelé les paramètres de la question de la gestion patrimoniale, nous verrons que la notion de SHU permet de distinguer les différents problèmes en cours, d'en isoler les sources et d'identifier les interactions vectrices des difficultés identifiées.

3.1 ÉTAT DU RENOUVELLEMENT DES INFRASTRUCTURES DES SYSTEMES HYDRIQUES URBAINS EN EUROPE

Le renouvellement des infrastructures répond à un besoin d'extension et de maintien de la qualité du réseau d'approvisionnement, de collecte et de traitement du SHU. Il s'agit d'un problème observable au sein du cycle hydrique urbain et dont la question du financement se révèle cruciale (Barraqué, 2006). En 2011, le réseau d'approvisionnement en eau potable européen mesure environ 3 500 000 km (Canalisateurs de France, 2011). La France, dotée d'une infrastructure extrêmement développée, représente le quart du réseau d'approvisionnement européen.

En France, le taux de renouvellement annuel du réseau d'approvisionnement décroît de 0,72 % en 1998 à 0,56 % en 2008 et de 0,63 % à 0,50 % concernant le réseau de collecte et traitement (Ifen, données Eider). Ainsi, le taux de conduites d'approvisionnement antérieures à 1965 recule de 36,29 % à 30,5 %. En Angleterre, environ 1 % du réseau total, dont 0,8 % pour l'approvisionnement, est annuellement renouvelé durant la dernière décennie (Ofwat, 2009). Sur la même période, le taux de renouvellement oscille localement entre 0,4 % et 1,2 % par an en Allemagne (Bdew, 2011). L'âge du réseau allemand correspond à celui de la France ; 32 % de l'infrastructure datent d'au moins 50 ans. A ces rythmes, le renouvellement complet de l'infrastructure durerait 166 ans en France, entre 100 et 125 ans en Angleterre et entre 83 et 250 ans en Allemagne. Sachant que la durée de vie moyenne de l'infrastructure est d'environ 60ans, ce rythme peut impacter négativement la qualité du service. D'ailleurs, en parallèle, nous observons que les taux de fuite varient beaucoup entre les trois pays (Graphique 4) et l'Allemagne fait figure d'exemple. Déjà faible en 1998 (8 %), le taux de fuite descend à 6,5 % en 2007. Se situant autour de 20 % en France et en Angleterre, le taux de fuite est supérieur. Les graphiques ci-dessous présentent le profil de l'infrastructure d'approvisionnement des SHU français et celle de collecte et traitement des SHU allemand (Graphiques 2,3).

Graphique 2 : Profil de l'infrastructure d'approvisionnement des SHU français, en % par tranche d'âge en 2000

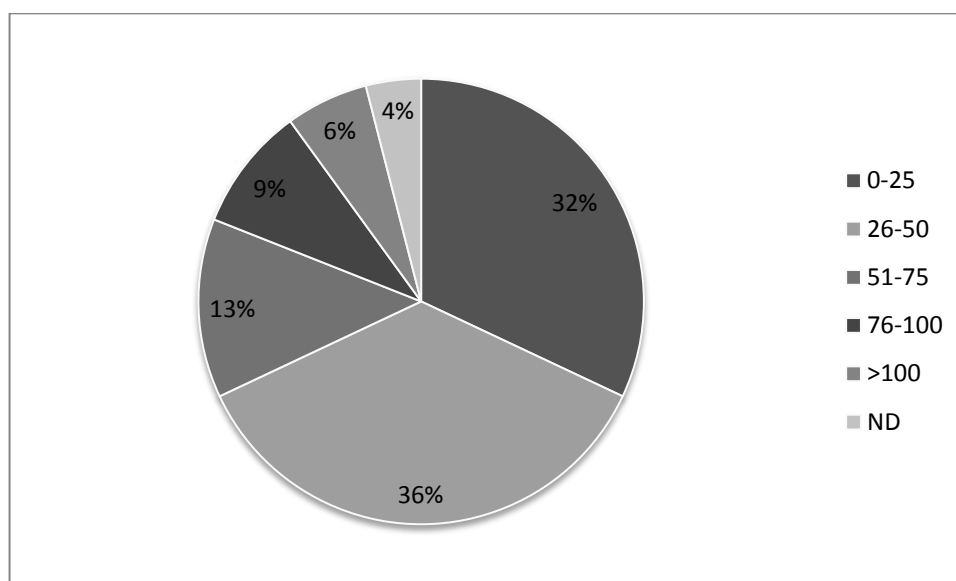


Légende :

L'estimation évalue les parts du réseau par tranche d'âge du réseau à partir de l'historique proposé par J.M. Cador, la date de référence est 2000.

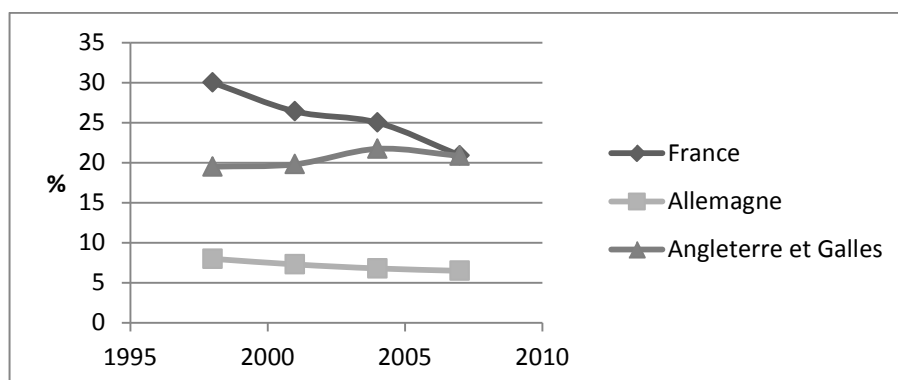
Source : à partir de Cador, 2002

Graphique 3 : Décomposition de l'infrastructure de collecte et traitement des SHU allemands, en % par tranche d'âge en 2009



Source : BDEW, 2011.

Graphique 4 : Évolution du taux de fuite du réseau de 1998 à 2008



Sources : Construction de l'auteur à partir de Ofwat, 2009 ; Bdew, 2008 ; EEA, site internet.

3.2 LE MANQUE D'INVESTISSEMENT DANS LES CYCLES HYDRIQUES URBAINS ET L'ÉROSION DE LA VALEUR DU PATRIMOINE

En Allemagne, la dimension hydraulique du cycle hydrique urbain apparaît pérenne. Bien que le taux de renouvellement du réseau ne soit pas plus élevé qu'ailleurs, ce dernier n'a que peu de pertes. En France et outre-manche, la situation montre un réel besoin d'améliorer l'état des infrastructures. Nous pouvons dès lors supposer que les acteurs des cycles hydriques urbains allemands réalisent et financent les investissements nécessaires, l'hypothèse est inverse pour ceux présents dans les deux autres pays. Dans cette mesure, le renouvellement du réseau relève de la problématique d'efficacité du développement soutenable. Il s'agit d'organiser un SHU qui puisse réunir la capacité de financement nécessaire à ces investissements. Intuitivement, la situation allemande semble plus efficace grâce à des prix de l'eau plus élevés. Le même constat est fait au Danemark où le prix de l'eau est le plus cher et l'infrastructure la plus performante d'Europe (Keating, 2008).

En France, le Ministère de l'écologie s'intéresse à cette problématique patrimoniale et tente de construire des données afin de cerner l'étendue de la question (Cador, 2002 ; Ernst & Young, 2012). La comparaison de valeur de la consommation de capital fixe (CCF) avec les montants d'investissement informe sur la dépréciation de l'infrastructure des SHU. Le tableau 3 réunit les paramètres utilisés dans l'étude d'Ernst & Young (2012) sur laquelle nous appuyons notre évaluation de l'état du patrimoine des SHU. Notons que, de par son calcul, l'évaluation de la CCF est particulièrement sensible à la durée de vie retenue.

Tableau 3 : Valeur de coûts et de durée de vie prises pour le calcul de la CCF

	Actifs	Durée de vie	Coûts
Assainissement	Linéaire rural	60-80 ans	235-300€/m
	Linéaire urbain	60-80 ans	350-495€/m
	Stations d'épuration	20-30 ans	250-280€/EH
	Branchements	30-40 ans	1400€/bch
Approvisionnement	Stations de production	20-30 ans	1100-1440€/m3/j pour traitements complexes (A2, A3)
			300-400€/m3/j traitements complexes (neutralisation, Te, Mn, As)
			coût forfaitaire 13k€ par ouvrage de désinfection (indépendant de la capacité)
	Réservoirs	80-100 ans	220-300€/m3 de capacité
	Linéaire rural	50-80 ans	130€/m
	Linéaire urbain	50-80 ans	170€/m
	Branchements	20-30 ans	1000-1400€/bch

Source : Ernst & Young, 2012.

L'estimation moyenne de la valeur du réseau français de collecte et traitement des eaux usées en 2009 est de 196 756 millions d'euros et de 170 231 millions d'euros pour celui d'approvisionnement en eau potable, dont respectivement 119 964,5 millions d'euros et 84 961 millions d'euros pour le réseaux linéaire urbain (Tableau 4)⁹. L'estimation moyenne de la dépréciation annuelle de ces deux infrastructures est de 7 515 millions d'euros. Or, la même année, les investissements pour le renouvellement de l'infrastructure étaient de 6 695 millions d'euros, soit 89,09 % des investissements nécessaires. Ainsi, selon l'estimation moyenne, le réseau français se déprécie à hauteur de 820 millions d'euros par an. Dans le cas de l'estimation haute, la dépréciation nette est de 2978 millions d'euros par an. Ces données illustrent et confirment l'importance du besoin d'investissement dans le renouvellement de l'infrastructure des SHU français. Elles montrent que le cycle hydrique urbain des SHUE ne récolte pas assez de recettes ou doit s'endetter dans le temps long pour réaliser les investissements nécessaires à la pérennité physique du réseau. Notons que la valeur de la CCF est très sensible à la durée de vie des actifs retenue.

Ces ordres de grandeur valent pour l'ensemble de l'infrastructure et toutes les données spécifiques au secteur urbain ne sont pas disponibles. Toutefois en enlevant les valeurs propres au linéaire rural, et donc hors SHU, et en conservant un niveau d'investissement identique, il apparaît que la dépréciation de l'infrastructure est couverte à hauteur de 107 %. Ainsi, même dans le cadre d'une hypothèse volontairement très optimiste, les SHU français assurent à peine le maintien de la valeur de leur infrastructure. Ainsi, le Comité national de l'eau note que les opérateurs des SHU français s'endettent à hauteur de 20% et reportent sur les générations futures la charge des investissements nécessaires à la pérennité des SHU (CNE, 2013).

Tableau 4 : Évaluation monétaire du patrimoine du cycle hydrique urbain français, en 2004

Assainissement	Valorisation			CCF		
	Basse	Moyenne	Haute	Basse	Moyenne	Haute
Assainissement collectif						
linéaire rural	25 998,00	29 593,50	33 189,00	325,00	439,00	553,00
linéaire urbain	99 379,00	119 964,50	140 550,00	1 242,00	1 792,00	2 342,00
stations épuration	23 466,00	24 874,00	26 282,00	782,00	1 048,00	1 314,00
Branchements	18 603,00	22 324,00	26 045,00	465,00	666,50	868,00
Total	167 446,00	196 756,00	226 066,00	2 814,00	3 945,50	5 077,00
Approvisionnement	Valorisation			CCF		
	Basse	Moyenne	Haute	Basse	Moyenne	Haute
Production	9 923,00	11 284,00	12 645,00	331,00	481,50	632,00
Réservoirs	2 011,00	2 377,00	2 743,00	20,00	27,00	34,00
Linéaire rural	52 809,00	52 809,00	52 809,00	660,00	858,00	1 056,00
Linéaire urbain	84 961,00	84 961,00	84 961,00	1 062,00	1 380,50	1 699,00
Branchements	14 100,00	18 800,00	23 500,00	470,00	822,50	1 175,00
Total	163 804,00	170 231,00	176 658,00	2 543,00	3 569,50	4 596,00
Urbain						
Total infrastructure	252 443,00	284 584,50	316 726,00	4 372,00	6 218,00	8 064,00
Couverture dépréciation				2 323,00	477,00	-1 369,00
% Couverture dépréciation				153,13	107,67	83,02
Rural + urbain						
Total infrastructure	331 250,00	366 987,00	402 724,00	5 357,00	7 515,00	9 673,00
Couverture dépréciation				1 338,00	-820,00	-2 978,00
% Couverture dépréciation				124,98	89,09	69,21

CAF 2009	3 581,00
Subventions d'investissements et dotations	1 763,00
Endettement	1 351,00
Investissement 2009	6 695,00
% autofinancement	0,79

Source : Construction de l'auteur à partir d'Ernst & Young, 2012.

La dimension territoriale de l'environnement institutionnel influe également sur le renouvellement des infrastructures. Ainsi, l'étalement urbain en augmentant les besoins d'extension peut créer un effet d'éviction pour le renouvellement. De plus, comme la densité diminue, la longueur et le coût de raccordement vers chaque usager supplémentaire augmente. Maurel (2010) compare les coûts de raccordement au réseau en fonction de l'éloignement. Pour un coût fixe de 100 euros, les coûts variables s'élèvent à 700, 2000 et 3000 euros pour des distances respectives de 7, 20 et 30 mètres. Plus généralement, Speir et Stephenson (2002) montrent que la taille des parcelles fait varier de 30 à 70 % les coûts d'adduction.

En France ce processus est à l'œuvre, les taux d'extension du réseau surpassent ceux de renouvellement (Ifen, données Eider). Cette tendance touche également l'Allemagne. Il est

donc possible que la capacité allemande de renouvellement des infrastructures soit mise à mal durant la décennie à venir. Relativisons et soulignons que la forme compacte des villes européennes modère l'ampleur des investissements à réaliser.

3.3 UN PROBLEME DE VIABILITE : DE FORTES TENSIONS ENTRE LES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX ET ECONOMIQUES

À travers le volume de consommation d'eau la question du renouvellement des infrastructures illustre parfaitement un problème de viabilité. Il s'agit d'un dilemme entre la satisfaction des besoins économiques et environnementaux (Bromley, 1990 ; Bithas, 2008). L'accroissement du volume des consommations en eau, toute chose égale par ailleurs, engendre plus de recettes pour l'opérateur. Par conséquent, la capacité de financement augmente et/ou la durée d'amortissement diminue. Ainsi, une perspective de consommation stable ou évoluant à la hausse incite à l'investissement. À l'inverse, les considérations environnementales poussent à vouloir réduire les pressions sur la ressource. Dans cette perspective, le volume de consommation doit diminuer afin de réduire la pression quantitative sur la ressource (surexploitation, *etc.*) et qualitative (pollution, rejets, *etc.*). Les instances européennes poussent dans ce sens d'où la mise en œuvre d'une tarification au coût complet et du principe de l'usager payeur.

Globalement, les usages du cycle hydrique urbain diminuent dans les grandes villes de l'Europe occidentale et restent stables dans le sud de l'Europe (Poquet, Maresca, 2006 ; EEA, 2010). Le progrès techniques, la sensibilité au prix des gros consommateurs d'eau et une responsabilisation des usagers envers l'environnement et la ressource expliquent cette diminution des consommations (Poquet, Maresca, 2006 ; Barraqué, Nercessian, 2008). Ainsi, la source du problème de viabilité identifié ici provient du cycle hydrique urbain en réaction à des règles émises au niveau de l'environnement institutionnel des SHUE et relayées par les structures institutionnelles.

L'environnement institutionnel des SHUE peut conduire à une baisse des consommations urbaines en eau *via* un autre mécanisme. Dans la plupart, des pays européens les perspectives de croissance démographique pour les prochaines décennies sont nulles, voire négatives (Bdew, 2011). De ce fait, si le volume individuel de consommation n'augmente pas, le réseau devra traiter moins d'eau car le nombre d'usagers diminue. Cette dynamique accroît le problème de financement du réseau. De plus, elle menace également la santé des SHUE. À cause d'une utilisation en sous-régime du réseau, l'eau peut stagner et favoriser le développement de bactéries, *etc.* Dès lors, de l'eau doit être injectée dans le réseau afin de le rincer et d'éviter des problèmes sanitaires, ce qui accroît les coûts de l'opérateur.

Les villes d'Allemagne de l'Est sont déjà confrontées à ce type d'effet pervers d'une réduction trop importante des consommations en eau (Isnard, Barraqué, 2011). Lors de la réunification, en 1990, les autorités publiques ont considérablement investi dans les infrastructures est-allemandes afin que le taux de couverture et la qualité soit homogène sur le territoire. Cette politique volontariste endette considérablement les collectivités locales. Or, au même moment ces villes perdent des habitants des industries. Au final, les consommations ont diminué de 40 % par rapport à 1990 et les investissements pèsent encore lourdement dans le budget des municipalités ; ce phénomène des *Shrinking cities* pose donc un vrai problème à l'infrastructure (Bontje, 2004 ; Naumann, Wissen, 2007).

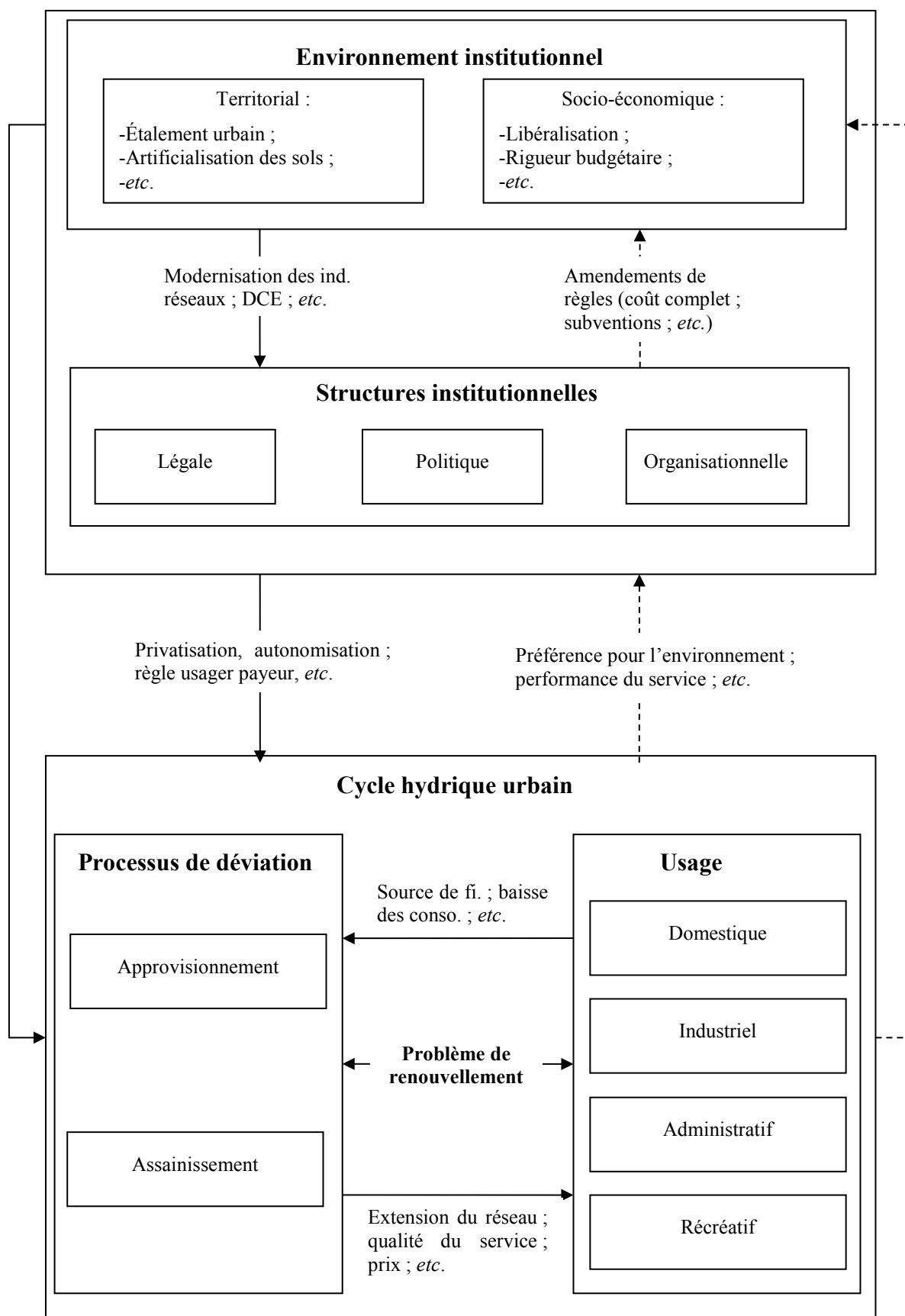
En parallèle, soulignons l'impact des structures institutionnelles (Marlow, 2010 ; Wery *et al.*, 2013). En effet, les opérateurs des SHU n'investissent pas selon les mêmes modalités et perspectives. Par exemple, en Angleterre, l'OFWAT encadre strictement les investissements *via* le système de *price-capping* et ses rapports annuels. En France, les investissements sont principalement le fait d'acteurs publics tels que les agences de l'eau et les collectivités locales (Pezon, 2009). Les agences de l'eau jouent un rôle clé puisqu'elles

sont en charge de la redistribution des ressources collectées et de l'orientation des dépenses¹⁰. De même, notons que du fait de l'instruction budgétaire et comptable M 49, le budget principal des communes et celui de l'opérateur du processus de déviation sont distingués et les transferts limités, ce qui peut complexifier l'atteinte de l'équilibre budgétaire du service (CGDD, 2012).

L'utilisation du SHU pose la question du renouvellement des infrastructures nécessaires à la fourniture des services hydriques urbains au niveau du cycle hydrique urbain en tant qu'inadéquation entre les attentes et besoins des usagers et des offreurs. Après avoir isolé les différents éléments du SHU, il apparaît que l'environnement institutionnel et les structures institutionnelles contribuent à générer cette inadéquation : étalement urbain, DCE, privatisation, tarification au coût complet, *etc.* (schéma 4).

¹⁰ Les orientations définies par le 10^e programme des agences de l'eau (2013-2018) sont: 1/la lutte contre les pollutions diffuses notamment agricoles et protection des aires d'alimentation des captages d'eau potable ; 2/ la restauration des milieux aquatiques, zones humides et continuité écologique ; 3/la gestion des ressources en eau en anticipation au changement climatique ; 4/ les actions pour le littoral- Assainissement des petites communes.

Schéma 4 : Représentation du problème de renouvellement des infrastructures dans les SHUE



Source : Construction de l'auteur.

CONCLUSION

Nous pensons avoir montré dans cet article que la notion de SHU apporte une grille d'analyse de la gestion hydrique urbaine originale et précise. L'analyse des SHU en Europe montre que les sources des défis actuellement rencontrés proviennent principalement de l'environnement institutionnel et du cycle hydrique urbain. En effet, le processus d'urbanisation européen conduit à une artificialisation des sols et à une modernisation des services publics, dont ceux d'approvisionnement en eau potable et de collecte et traitement des eaux usées. L'évolution de l'empreinte hydrique et une analyse de la couverture des territoires européens illustrent ce processus d'artificialisation. La modernisation du secteur initiée par les instances communautaires modifie l'organisation des structures institutionnelles et crée un désajustement entre les besoins du cycle hydrique urbain et les nouvelles règles en vigueur. Ainsi, au niveau du cycle hydrique urbain, le problème de renouvellement des infrastructures se renforce et la prise en compte de la protection de l'environnement apparaît coûteuse et conflictuelle en matière de répartition des usages. De plus, le décalage entre l'offre et la demande de service intensifie ces phénomènes.

Ce résultat reflète deux des potentialités importantes de la méthode proposée : l'isolement des sources de dysfonctionnement de la gestion hydrique urbaine et la reproductibilité/généralisation de l'analyse. En effet, il est apparu que le diagnostic en termes de SHU permet de segmenter et situer les processus à l'œuvre entre chaque élément et leur impact sur le système en général. Le SHU met en cohérence l'ensemble des composantes de la gestion hydrique urbaine. Cette capacité d'identification des composantes du SHU et de leurs interactions facilite dans un second temps la généralisation des causalités observées. Cette capacité de généralisation est un atout du SHU car elle ouvre une voie vers la théorisation de la gestion hydrique urbaine. Associée à cela, la reproductibilité de l'analyse permet de confronter les résultats à d'autres cas et donc de tester ou formuler des hypothèses originales. Ainsi, la recherche peut se poursuivre dans le sens d'une explication des phénomènes à présent observés et caractérisés. Notamment, le diagnostic opéré peut être analysé au moyen des outils de la théorie néoinstitutionnaliste.

BIBLIOGRAPHIE

ABS (2010), *Water Meter Report*, Londres, ABS Energy Research.

Albiac, J. et Murua, J.R. (2009), The European Water Framework Directive : Potential for Change and Implication Beyond 2020, in : Biswas, A.K. *et al.* (ed.), *Water Management in 2020 and Beyond*, Berlin, Springer, pp. 149-164.

Allouche, J. *et al.* (2008), « Water Sector Evolution Scenarios : The Case of Europe », *Water Policy*, vol. 10, pp. 221-238.

Aquastat, <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/indexfra.stm>, consulté le 04-05-2012.

Aubin, D. (2007), « Les réformes vers une gestion intégrée de l'eau en Europe : un exemple à suivre pour le Québec ? », *Politique et sociétés*, vol. 26, n° 2-3, pp. 143-174.

Audette-Chapdelaine, M. *et al.* (2009), « Les partenariats public-privé dans le secteur des services d'eau », *Revue française d'administration publique*, vol. 130, n° 2, pp. 233-248.

Bagheri, A. et Hjorth, P. (2007), « A Framework for Process Indicators to Monitor for Sustainable Development : Practice to an Urban Water System », *Environment, Development and Sustainability*, vol. 9, pp. 143-161.

Bakker, K. (2000), « Privatising Water, Producing Scarcity : The Yorkshire Drought of 1995 », *Economic Geography*, vol. 76, n° 1, pp. 4-27.

Barraqué, B. (1993), *La ville et le génie de l'environnement*, Paris, Presses des Ponts et Chaussées.

Barraqué, B. (1995), *Les politiques de l'eau en Europe*, Paris, La Découverte.

Barraqué, B. (2005), « Eau 'et gaz) à tous les étages : comment les Européens l'ont eue, et comment le Tiers Monde pourrait l'avoir ? », *Séminaire IDDRI « Accès aux services essentiels dans les PED »*, 14 janvier, Paris.

Barraqué, B. (dir.) (2006), *Urban Water Conflicts : An Analysis of the Origins and Nature of Water-related Unrest and Conflicts in the Urban Context*, Paris, Unesco.

Barraqué, B. (2007), « Aspects institutionnels, socio-économiques et juridiques de la gestion tenable de l'eau en Europe. », in : Ammiges, J.P. *et al.* (eds), *Sociétés-Environnement. Regards croisés*, Paris, L'Harmattan.

Barraqué, B. et Nercessian, A. (2008), *Mieux Comprendre comment évolue la consommation d'eau à Paris*, Paris, Rapport Mairie de Paris.

Bdew (2008), 2008, Profile of the German Water Industry, Bonn, BDEW.

Bdew (2011), *Profile of the German Water Sector*, Bonn, Wirtschafts.

Bithas, K. (2008), « The Sustainable Residential Water Use : Sustainability, Efficiency and Social Equity. The European Experience », *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 221-229.

Bretagnolle, A. *et al.* (2000), « Long-Term Dynamics of European Towns and Cities : Toward a Spatial Model of Urban Growth », *Cybergeo*, vol. 137.

Bolognesi, T. (2013a), *Modernisation et soutenabilité des systèmes hydriques urbains en Europe : une approche néoinstitutionnaliste des régimes de ressources*, Thèse de doctorat en Sciences économiques, soutenue le 21-10-2013, Grenoble.

- Bolognesi, T. (2013b), « Caractéristiques structurelles des mégapoles et vulnérabilité hydrique », *Economie appliquée*, Tome LXVI, n° 1, pp. 95-123.
- Bontje, M. (2004), « Facing the Challenge of Shrinking Cities in east Germany : the Case of Leipzig », *Geojournal*, vol. 61, n° 1, pp. 13-21.
- Bogardi, J.J. *et al.* (2012), « Water Security for a Planet under Pressure : Interconnected Challenges of a Changing World Call for Sustainable Solutions », *Environmental Sustainability*, vol. 4, pp. 35-43.
- Borowski, I. *et al.* (2008), « Spatial Misfit in Participatory River Basin Management : Effects in Social Learning. A Comparative Analysis of German and French Case Studies », *Ecology and Society*, vol. 13, n° 1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art7/>.
- Bromley, D.W. (1990), « The Ideology of Efficiency : Searching for a Theory of Policy Analysis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 19, n° 1, pp. 86-107.
- Butler, D. et Parkinson, J. (1997), « Towards sustainable urban drainage », *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 9, pp. 53-63.
- Cador, J.M. (2002), *Le patrimoine en canalisation d'AEP en France. Bilan des huit enquêtes départementales et estimation nationale*, Paris, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.
- Canalisateurs de France, 2011.
- Carrières, J.P. (2008), « Les villes intermédiaires européennes et l'Europe polycentrique », *Réalités industrielles*, février, pp. 18-25.
- CNE (2013), *Comment améliorer le financement et la durabilité des services publics d'eau et d'assainissement français ?*, Paris, Comité national de l'eau.
- CGDD, 2012, « Le financement de la gestion des ressources en eau en France », *Etudes & documents*, vol. 62.
- Cook, C. et Bakker, K. (2012), « Water Security : Debating an Emerging Paradigm », *Global Environmental Change*, vol. 22, pp. 94-102.
- Correia, F.N. (ed.) (1998), *Eurowater, Institutional Mechanisms and Elected Issues in Water Management in Europe*, Rotterdam Balkema.
- Décret du 14 frimaire an II (4 décembre 1793) sur l'assèchement des étangs de la République.
- EAU&3^E, Programme ANR : <http://eau3e.hypotheses.org/>
- European Environment Agency (2006), « Urban Sprawl in Europe », *EEA Report*, n° 10.
- European Environment Agency (2010), *The European Environment State and Outlook 2010. Freshwater Quality*, Bruxelles, EEA.
- Ernst & Young (2012), *Etude de calcul de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau pour les bassins hydrographiques français en application de la directive cadre sur l'eau*, Rapport Final, Office International de l'eau.
- Falkenmark, M. et Rockstrom, J. (2004), *Balancing Water for Humans and Nature*, Londres, Earthscan.
- Fauquert, G. (2007), *Les déterminants du prix des services d'eau potable en délégation : Contribution à la regulation locale des services publics de l'eau potable*, Thèse de doctorat en Sciences économiques, ENGREF, soutenue le 4 juillet.

- Fauquert, G. et Montginoul, M. (2011), « Composantes du prix de l'eau : quels objectifs pour quel prix », in Bouleau Gabrielle, Guérin-Schneider Laetitia (dir.), *Des tuyaux et des hommes : les réseaux d'eau en France*, Paris, Editions Quae, pp. 101-119.
- Gerber, J.D. et al. (2009), « Institutional Resource Regimes : Towards Sustainability through the Combination of Property-rights Theory and Policy Analysis. », *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 798-809.
- Gleick, P.H. (2003) 2003, « Water Use », *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 28, pp. 275-314.
- Ifen (2008), « Les services publics de l'assainissement en 2004 », *Les dossiers IFEN*, n° 10, pp. 1-28.
- Isnard, L. et Barraqué, B. (2011), « La gestion durable des services d'eau et d'assainissement – Ce qui se dit en Allemagne », *Rapport Eau&3E*, Février.
- Jenerette, D. et Larsen, L. (2006), « A Global Perspective on Changing Sustainable Urban Water Supplies », *Global and Planetary Change*, vol. 50, p. 202-211.
- Jenerette, D. et al. (2006), « Contrasting Water Footprints of Cities in China and the United States », *Ecological Economics*, vol. 57, p.346-358.
- Keating, M. (2008), « Infrastructure : What Is Needed and How Do we Pay for It ? », *Australian Economic Review*, vol. 41, pp. 231-238.
- Keller, F. (2011), « Application du droit communautaire de l'environnement », *Rapport d'information au Sénat*, n° 20, 12 octobre.
- Le Gallès, P. (2011), *Le retour des villes européennes*, Paris, Sciences Po. Les Presses.
- Lorrain, D. (2005), « Urban Capitalisms : European Models in Competition », *International Journal of Urban and Regional Research*, vol. 9, n° 2, pp. 231-267.
- Mailhot, A. et Duchesne, S. (2005), « Impacts et enjeux liés aux changements climatiques en matière de gestion des eaux en milieu urbain », *Vertigo*, n° 1, pp. 1-9.
- Maksimovic, C. et al. (2001), *Les nouvelles frontières de la gestion urbaine de l'eau : impasse ou espoir ?*, Paris, Presses des Ponts et chaussées.
- Marlow, D.R. (2010), « Sustainability-Based Asset Management in the Water Sector » in : Brown, K. et al. *Definitions, Concepts and Scope of Engineering Asset Management*, Londres, Springer.
- Massardier, G. (2011), « Des transferts de politiques publiques en eaux troubles méditerranéennes. Les arrangements territorialisés de la gestion de l'eau », *Pôle Sud*, vol. 35, n° 2, pp. 7-20.
- Mathevet, R. (2011), « Resilience of Wetlands with Multiple Uses- Example in Petite Camargue », *Workshop Resilience, Water and Foresight*, Montpellier, 18-19 janvier.
- Meisdel, N. et Ould Aoudia, J. (2007), « Une nouvelle base de données institutionnelles : Profils Institutionnels 2006 », *Working paper*, n° 46, septembre, pp. 1-35.
- Ménard, C. (2009), « Redesigning Public Utilities: the Key Role of Micro-Institutions », in : Kornai, J. et al., *Corruption, Development and Institutional Design*, Londres, Palgrave Mac Millan, pp. 189-202.

- Menard, C., Peeroo, A. (2011), « Liberalization in the Water Sector : Three Leading Models », in : Finger, M. et Kunneke, R. (eds), *Handbook of Liberalization*, Londres, Edward Elgar.
- Groenewegen, J. (2011), « Evolution and Design of Institutions Supporting Liberalization » in : Finger, M. & Kunneke, R.W., *International Handbook of Network Industries*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 70-86.
- Maurel, F. (2010), « Coûts et avantages des différentes formes urbaines : synthèse de la littérature économique », *Etudes & documents*, Commissariat général du développement durable, n° 18, mars.
- Mohajeri, S. et al. (2003), *Aqualibrium. European Water Management between Regulation and Competition*, Bruxelles, Commission européenne.
- Nakhla M. (2013), *La regulation par les instruments : les services d'eau en Europe*, Paris, Presses des Mines.
- Naumann, M. et Wissen, M. (2007), *Water Infrastructures between Commercialisation and Shrinking. The Case of East Germany*, Erkner, IRS.
- Neverre, N. et al. (2010), « La tarification incitative : quel impact sur la demande en eau, l'équilibre budgétaire et l'équité ? », *Techniques, Sciences, Méthodes*, vol. 12, pp. 37-43.
- Nielsen, K. (2001), « Institutional Approaches in the Social Sciences : Typology, Dialogue, and Future Challenges », *Journal of Economic Issues*, vol. 35, n° 2, pp. 505-516.
- North, D. (1990), *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Ocde (2010), *Le prix de l'eau et des services d'eau potable et d'assainissement*, Paris, Ocde.
- Ofwat (2009), *Service and Delivery – Performance of the Water Companies in England and Wales 2008-09*, Birmingham, Ofwat.
- Ofwat (2010), *Financial Performance and Expenditure of the Water Companies in England and Wales 2009-10*, Birmingham, Ofwat.
- Oieau (2004), *Dossiers : Allemagne, Royaume Uni de Grande Bretagne et d'Irlande du Nord*.
- Olmstead, S.M. et al. (2007), « Water Demand Under Alternative Price Structures », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 54, pp. 191-198.
- Ostrom, E. (1990), *Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Actions*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Pahl-Wostl, C. et al. (2010), « Analyzing Complex water Governance Regimes : The Management and Transition Framework », *Environmental Science & Policy*, vol. 13, n° 7, pp. 571-581.
- Palme, U. et Tillman, A.M. (2009), « Sustainable urban water systems in indicators: researchers' recommendations versus practice in Swedish utilities », *Water Policy*, vol. 11, n° 2, pp. 250-268.
- Patacchini, E. et Zenou Y. (2009), « Urban Sprawl in Europe », *Brooking-Wharton Papers on Urban Affairs*, pp. 125-149.
- Pezon, C. (2009), « Organisation et gestion des services d'eau potable en France hier et aujourd'hui », *Revue d'économie industrielle*, vol. 127, n° 3, pp. 131-154.

- Pflieger, G. (2009), *L'eau des villes : aux sources des empires municipaux*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Poquet, G. et Maresca, B. (2006), « La consommation d'eau baisse dans les grandes villes européennes », *Consommation et modes de vie*, n° 192.
- Pumain, D. (2006), « Villes et systèmes de villes dans l'économie », *Revue d'économie financière*, vol. 86, p. 29-46.
- Saleth, M.R. (2006), « Understanding Water Institutions : Structure, Environment and Change Process », in : Perret, S. *et al.* (eds), *Water Governance for Sustainable Development : Approaches and Lessons from Developing and Transitional Countries*, Londres, Earthscan, pp. 3-20.
- Saleth, M.R. et Dinar A. (2000), « Institutional Changes in Global Water Sector : Trends, Patterns and Implications », *Water Policy*, vol. 2, n° 3, pp. 175-199.
- Saleth, M.R. et Dinar A. (2004), *The Institutional Economics of Water : A Cross-country Analysis of Institutions and Performance*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Sassen, S. (1991), *The Global City*, Princeton, Princeton University Press.
- Saussier, S. *et al.*, (2004), « Mode de gestion et efficacité de la distribution d'eau en France : une analyse néo-institutionnelle », *Rapport pour le Ministère de l'Écologie et du Développement durable*, mai.
- Speir, C. et Stephenson, K. (2002), « Does Sprawl Cost Us All? Isolating the Effects of Housing Patterns on Public Water and Sewer Costs », *Journal of the American Planning Association*, vol. 68, n° 1, pp. 56-70.
- Théret, B. (2000), « Nouvelle économie institutionnelle, économie des conventions et théorie de la régulation : vers une synthèse institutionnaliste ? », *La lettre de la régulation*, n° 35, pp. 1-4.
- Wackerman, G. (2000), *Les très grandes villes du monde*, Paris, Ellipses.
- Water UK (2011), *Sustainability Indicators 2010-11*, Londres, Water UK.
- Werey, C. *et al.* (2013), « Politiques d'investissement et gestion des immobilisations – cadre et bonnes pratiques. Une vision à la croisée des approches techniques, comptables et financières », *Synthèse*, ASTEE, AITF, ONEMA.
- Williamson, O. (1985), *The Economic Institutions of Capitalism*, New York, The Free Press.
- Williamson, O. (2000), « The new Institutional Economics : Taking Stock, Looking Ahead », *Journal of Economic Literature*, vol. 38, n° 3, pp. 595-613.
- WWF (2006), *Rich Countries, Poor Water*, Zeist, WWF Global Freshwater Program.